

4

RESERVA DE
VIDA SILVESTRE
**SAN
PABLO
DE
VALDÉS**
10 AÑOS



VEGETACIÓN TERRESTRE. DESCRIPCIÓN, MONITOREO Y RELACIÓN CON EL CLIMA Y LOS HERBÍVOROS

Terrestrial vegetation. Description, monitoring and relationships with climate and herbivory

**Gustavo E. Pazos^{1,2*}, M. Victoria Rodríguez¹
& Paula D. Blanco^{1,2}**

1 - Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC CONICET-CENPAT). Boulevard Brown 2915, Puerto Madryn (U9120ACD), Chubut, Argentina.

2 - Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Boulevard Brown 3051, Puerto Madryn (U9120ACD), Chubut, Argentina.

* gpazos@cenpat-conicet.gob.ar

Palabras clave: comunidad vegetal, ecosistemas áridos, estepa, indicadores ecológicos, monitoreo, pastizal.

Key words: plant community, arid ecosystems, steppe, ecological indicators, monitoring, rangeland.

Resumen. La vegetación terrestre de la Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés (RSPV) presenta una marcada heterogeneidad fisonómica y florística relacionada con su diversidad geo-edáfica. En este capítulo se describen las comunidades vegetales más representativas de la RSPV y se presentan los cambios en varios indicadores ambientales obtenidos a partir del Sistema de Monitoreo de la Vegetación instaurado en 2009. La RSPV contiene estepas herbáceas, arbustivo-herbáceas y subarbustivo-herbáceas características de Península Valdés. Todas ellas han mostrado fluctuaciones temporales en la cobertura y diversidad vegetal y en las características superficiales del suelo. Considerando las tendencias temporales de cada una y sus correlaciones con las precipitaciones y la abundancia de guanacos, los resultados sugieren que las comunidades muestran

resiliencia a los cambios impuestos por el ambiente en el rango de variaciones observadas en el período de monitoreo. De esta manera, la vegetación de la RSPV muestra signos de recuperación luego de la extracción de los ovinos y de estabilización de la situación alcanzada luego de la creación de la RSPV, a pesar del incremento en la población de guanacos. Por lo tanto, la RSPV aparece como un sitio de valor para la conservación de las principales comunidades vegetales de Península Valdés.

Abstract. The terrestrial vegetation of Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés (RSPV) displays a remarkable physiognomic and floristic heterogeneity related to its geo-edaphic diversity. This chapter describes the most representative plant communities of RSPV and presents the changes in several environmental indicators assessed through the Vegetation Monitoring System, established in 2009. RSPV holds grass, shrub-grass and dwarf shrub-grass steppes characteristic of Península Valdés. All of these plant communities have displayed temporal fluctuations in plant cover, diversity and soil surface characteristics. Considering their trends in time and their correlation with rainfall and guanaco abundance, the results suggest that plant communities of RSPV are resilient to environmental changes within the range of variability observed during the monitoring period. In this way, the vegetation of RSPV shows signs of recovery after the removal of sheep grazing, and also stabilization of the condition reached after the creation of RSPV, despite the increase in guanaco density. Thus, the RSPV constitutes a valuable site for the conservation of the main plant communities of Península Valdés.

VEGETACIÓN TERRESTRE

INTRODUCCIÓN

La Península Valdés (PV) comprende un mosaico de 18 comunidades vegetales típicas de las regiones áridas y semiáridas de Patagonia norte, entre las que se encuentran estepas arbustivas, arbustivo-herbáceas, subarbustivas y herbáceas (Bertiller et al. 2017). La extensión y características de cada una dependen de varios factores, entre los que se pueden mencionar como principales el tipo de suelo, la posición topográfica y la distancia a la costa. Por su ubicación geográfica, en la PV se observan especies características de dos grandes provincias fitogeográficas que confluyen en esa zona: 1) la Provincia Fitogeográfica del Monte, que se extiende desde el noroeste argentino y culmina en el noreste del Chubut, y 2) la Provincia Fitogeográfica Patagónica, que comprende la mayor parte de la Patagonia (León et al. 1998; Roig et al. 2009). Esto ha llevado a un largo debate entre varios autores sobre la pertenencia de la PV a una u otra Provincia Fitogeográfica (Soriano 1956; Cabrera 1976; Roig et al. 2009) o si constituye un ecotono entre ambas (León et al. 1998). Éste debate aún no se ha resuelto en forma concluyente (Bertiller et al. 2017).

Las especies vegetales de PV poseen estrategias de vida propias de plantas adaptadas a condiciones de aridez. Si bien cada especie presenta características morfológicas y fisiológicas únicas, con el fin de desarrollar modelos de estudio generales de los sistemas ecológicos es posible clasificarlas en *grupos funcionales*. Los grupos funcionales son conjuntos de especies que comparten atributos morfológicos y fisiológicos, usan recursos semejantes y desempeñan un rol similar en el ecosistema (Körner 1994). En el noreste del Chubut el esquema de clasificación más empleado (Bertiller et al. 1991; Campanella & Bertiller 2008) comprende: 1- arbustos siempreverdes, plantas leñosas perennes que mantienen hojas verdes todo el año (como

el quilembay, *Chuquiraga avellanadae* Lorentz); 2- arbustos caducifolios, plantas leñosas perennes que pierden sus hojas en períodos secos (como el yaoyín, *Lycium chilense* Miers ex Bertero); 3- subarbustos, plantas leñosas de porte bajo (como el tomillo, *Acantholippia seriphioides* [A. Gray] Moldenke); 4- pastos perennes, plantas sin tejidos leñosos incluidas en el grupo de las gramíneas (como la flechilla, *Nassella tenuis* [Phil.] Barkworth); 5- hierbas perennes, plantas dicotiledóneas perennes con baja proporción de tejidos leñosos (como la pata de perdiz, *Hoffmannseggia trifoliata* Cav.); 6- herbáceas anuales, pastos y hierbas de ciclo de vida anual (como el verdín, *Schismus barbatus* [L.] Thell).

La Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés (RSPV) es un área con una singular diversidad de comunidades vegetales características del sur de PV y se ha convertido en sitio de estudio de investigaciones científicas enfocadas en los cambios de la vegetación en ausencia de ganado ovino y su relación con los herbívoros nativos (Burgi et al. 2012; Rodríguez et al. 2012; Marino et al. 2015; Rodríguez et al. 2016; Marino et al. 2016). En una primer clasificación de unidades ambientales realizada en la RSPV al momento de su creación, se identificaron cuatro unidades ambientales en función de la geomorfología, origen de los materiales del suelo y distancia a la costa (Codesido et al. 2005). Con la edición de este libro, Rostagno et al. describieron los suelos y elaboraron un nuevo mapa geomorfológico y de suelos de la RSPV, evidenciando una marcada heterogeneidad geo-edáfica del paisaje. Esta complejidad determina la presencia de un mosaico diverso de comunidades vegetales dentro de la RSPV.

En este sentido, Codesido et al. (2005) identificaron y delimitaron unidades cartográficas de vegetación a escala 1:100000 dentro de la RSPV, incluyendo los frentes de dunas activos con escasa presencia de especies vegetales. Para este fin, previamente se realizó un mapeo preliminar de las comunidades vegetales a partir de la interpretación

visual sobre una composición RGB de una imagen satelital Landsat TM a fin de identificar los sitios de muestreo. En los relevamientos a campo dentro de cada comunidad se registró la fisonomía predominante, el porcentaje de cobertura del suelo, la lista de las especies por grupo funcional, la distribución espacial, la intensidad de pastoreo e indicadores de degradación. La cobertura vegetal se estimó visualmente aplicando el método de estimación visual de Daubenmire (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) y se determinó el porcentaje de suelo desnudo [estimado como 100% menos el porcentaje de cobertura vegetal; Codesido et al. (2005)]. Finalmente se efectuó una clasificación supervisada de la imagen Landsat TM que permitió identificar ocho comunidades vegetales principales que ocupan la mayor parte de la superficie de la RSPV (Fig. 1). A partir de esta información, dentro de cada comunidad se reconocieron además parches de composición florística variable asociada fundamentalmente con la heterogeneidad en las características del suelo y del estado de degradación del mismo (Codesido et al. 2005; Rostagno et al., este libro).

Posteriormente y respondiendo a los objetivos de creación de la RSPV, en el año 2009 se instauró el Sistema de Monitoreo de la Vegetación con el fin de obtener un registro de la dinámica temporal de estas comunidades bajo las estrategias de manejo implementadas (eliminación del pastoreo ovino) así como aquellos originados por variaciones climáticas (a mediano y largo plazo), procesos erosivos naturales y fluctuaciones en la intensidad de pastoreo por herbívoros nativos (Rodríguez et al. 2012).

En la primer parte de este capítulo se describirán las comunidades vegetales de la RSPV, presentando y actualizando el esquema de clasificación desarrollado por Codesido et al. (2005). En la segunda parte se describirán las características del Sistema de Monitoreo de la Vegetación, los métodos empleados y los resultados más relevantes obtenidos hasta el momento.



COMUNIDADES VEGETALES DE LA RSPV

En esta sección se describen las comunidades vegetales (CV), sobre la base de sus especies perennes, establecidas en las unidades geo-edáficas definidas por Rostagno et al. (este libro). En la Figura 1 se presenta el mapa de vegetación de la RSPV y en el Anexo I el listado de especies junto a sus nombres vulgares. Los valores de cobertura vegetal de las comunidades CV1 a CV5 son valores actuales extraídos del Sistema de Monitoreo de la Vegetación o de recorridas a campo. Para el resto de las comunidades los valores de cobertura reportados corresponden a los estimados por Codesido et al. (2005).

CV1. Estepa arbustiva media de *Chuquiraga avellanadae* Lorentz, *Lycium ameghinoi* Speg., *Schinus johnstonii* F.A. Barkley, *Menodora robusta* (Benth.) A. Gray y *Acantholippia seriphioides* (A. Gray) Moldenke (Fig. 2a)

Esta comunidad se asienta sobre el nivel de terraza de los Rodados Patagónicos, en el norte de la RSPV, ocupando

una superficie aproximada de 14,9 km². El estrato herbáceo está dominado por flechilla (*Nassella tenuis* [Phil.] Barkworth), coirón poa (*Poa ligularis* Nees ex Steud.) y pasto hebra (*Poa lanuginosa* Poir.). La cobertura vegetal varía entre 40 y 60%. La vegetación está típicamente distribuida en forma de parches de arbustos y pastos dispuestos en una matriz de baja cobertura compuesta por suelo desnudo, pavimento de erosión y pastos dispersos.

CV2. Estepa arbustiva-herbácea de *Chuquiraga avellanadae* Lorentz, *Nassella tenuis* (Phil.) Barkworth, *Poa lanuginosa* Poir. y *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hack. (Fig. 2b)

Esta comunidad se asienta sobre el nivel de terraza de los Rodados Patagónicos en el centro-oeste de la RSPV, ocupando una superficie aproximada de 7,4 km². En el estrato arbustivo es codominante la uña de gato (*Chuquiraga erinacea* D. Don subesp. *hystrix* [Don] C. Ezcurra). También aparecen ejemplares aislados de mata laguna (*L. ameghinoi*). La cobertura vegetal es de 45-60% y presenta una distribución espacial similar que en la CV1.

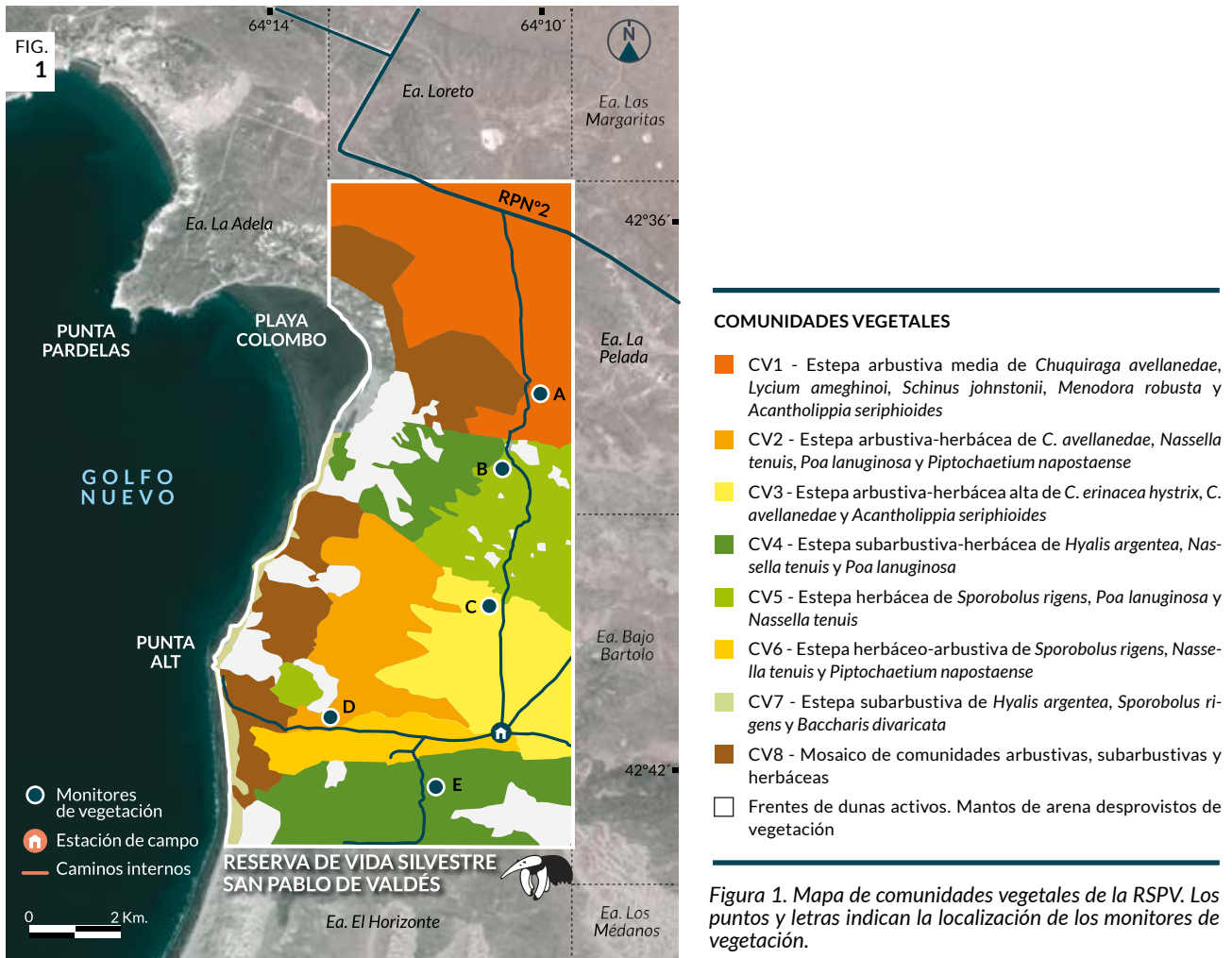


Figura 1. Mapa de comunidades vegetales de la RSPV. Los puntos y letras indican la localización de los monitores de vegetación.

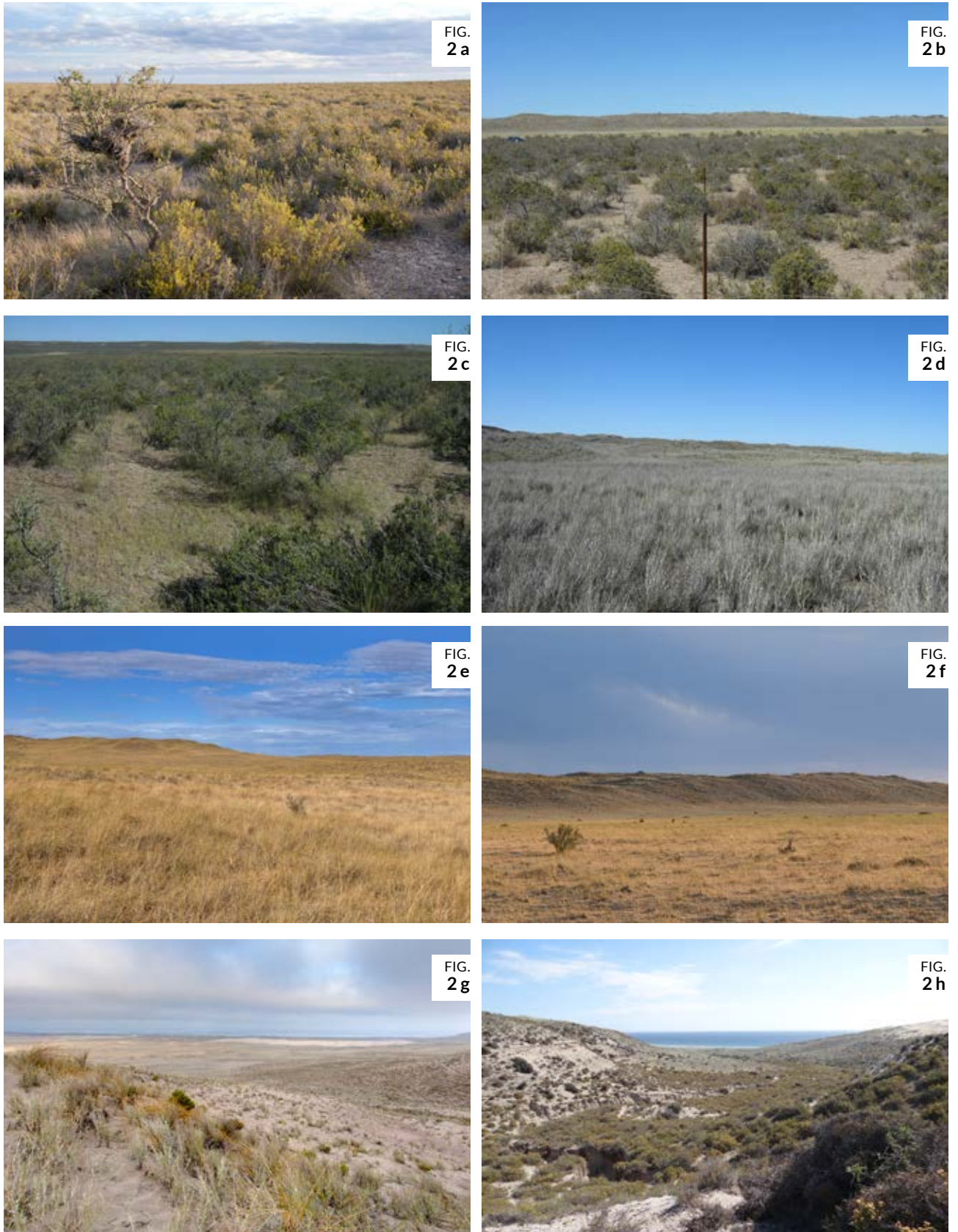


Figura 2. Comunidades vegetales de la RSPV. a-h) ilustran las comunidades CV1 a CV8, respectivamente. Fotos de los autores excepto: a, e, f y g) Darío Podestá; h) Daniel Udrizar Sauthier.

CV3. Estepa arbustiva-herbácea alta de *Chuquiraga eri-nacea* D. Don subesp. *hystrix* (Don) C. Ezcurra, *C. avellanadae* Lorentz y *Acantholippia seriphoides* (A. Gray) Moldenke (Fig. 2c)

Esta comunidad está establecida sobre mantos eólicos estabilizados en el sudeste de la RSPV, ocupando una superficie aproximada de 8,4 km². Posee un estrato herbáceo conspicuo dominado por flechilla, flechilla negra (*Piptochaetium napostaense*) y coirón amargo (*Pappostipa speciosa* [Trin. & Rupr.] Romasch.). La cobertura vegetal es de 50-60% y presenta una importante heterogeneidad espacial asociada a variaciones en la textura del suelo, que es predominantemente franco arenoso. Los sitios con textura de suelo más fina como consecuencia de la degradación por pastoreo ovino son dominados por tomillo (*A. seriphoides*), mientras que aquellos con pérdida del horizonte superficial y afloramiento del canto rodado son dominados por quilembay (*C. avellanadae*).

CV4. Estepa subarbusativa-herbácea de *Hyalis argentea* D. Don ex Hook. & Arn. var. *latisquama* Cabrera, *Nassella tenuis* (Phil.) Barkworth y *Poa lanuginosa* Poir. (Fig. 2d)

Esta comunidad se desarrolla sobre médanos estabilizados en el sur y centro-oeste de la RSPV, ocupando aproximadamente 12,2 km². El estrato herbáceo es abundante y en algunas áreas está acompañado por unquillo (*Sporobolus rigens* [Trin.] E. Desv.). En algunos sectores se observan individuos aislados de jume (*Suaeda divaricata* Moq.), quilembay, yaoyín y mata laguna o manchones de palo azul (*Cyclolepis genistoides* D. Don), *Baccharis divaricata* Hauman y neneo (*Mulinum spinosum* [Cav.] Pers.). La cobertura vegetal es de 80-90%. En áreas con evidencia de alto uso en el pasado por el ganado ovino la comunidad cambia a una estepa arbustiva dominada por neneo y tomillo.

CV5. Estepa herbácea-arbusativa de *Sporobolus rigens* (Trin.) E. Desv., *Poa lanuginosa* Poir. y *Nassella tenuis* (Phil.) Barkworth (Fig. 2e)

Esta comunidad está establecida sobre mantos eólicos estabilizados en el centro-este de la RSPV, ocupando una superficie aproximada de 7,5 km². Se observan manchones de *B. divaricata* e individuos aislados de quilembay, mata laguna y jume. El tupe (*Panicum urvilleanum* Kunth) codomina en el estrato herbáceo. La cobertura vegetal varía entre 70 y 90%. En sectores donde se expone el manto de arena y/o se forman hoyos de deflación se observa establecimiento de paja vizcachera (*Amelichloa ambigua* [Speg.] Arriaga & Barkworth) y *B. divaricata*.

CV6. Estepa herbácea-arbusativa de *Sporobolus rigens* (Trin.) E. Desv., *Nassella tenuis* (Phil.) Barkworth y *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hack. (Fig. 2f)

Esta comunidad, de menor extensión (3,5 km²), también

se desarrolla sobre mantos eólicos estabilizados, en el sector centro-sur de la RSPV. Presenta arbustos aislados de quilembay, uña de gato, tomillo, neneo y *B. divaricata*. Tiene una cobertura vegetal del 70-80% y está conformada por un mosaico de parches de las comunidades CV2 y CV5. En sectores con evidencia de pérdida de suelo por degradación dominan el tomillo y el neneo.

CV7. Estepa subarbusativa de *Hyalis argentea* D. Don ex Hook. & Arn. var. *latisquama* Cabrera, *Sporobolus rigens* (Trin.) E. Desv. y *Baccharis divaricata* Hauman (Fig. 2g)

Esta comunidad vegetal está establecida sobre ondulantes campos de dunas costeros y ocupa una superficie aproximada de 1,3 km². La cobertura total es de 80-90% con presencia de hoyos de deflación aislados. En la zona costera acantilada adyacente a Punta Alt y limitando con las dunas litorales, puede observarse una diversa estepa arbustiva-herbácea de jume, quilembay, yaoyín, zampa (*Atriplex lampa* [Moq.] D. Dietrich), palo azul y uña de gato con un estrato herbáceo dominado por paja vizcachera, flechilla, pasto hebra y unquillo. La cobertura vegetal es de aproximadamente un 80% y numerosos componentes arbustivos presentan un porte mayor a 1,50 m. Es importante destacar en este sector la presencia de algunos elementos típicos de la Provincia Fitogeográfica del Monte como jarilla (*Larrea divaricata* Cav.), mata mora (*Senecio filaginoides* DC.) y zampa. El estrato subarbusativo es conspicuo y diverso, destacándose la presencia de botón de oro (*Grindelia chilensis* [Cornel.] Cabrera), tomillo, neneo, chilca (*Baccharis darwinii* Hook. et Arn) y falso tomillo (*Frankenia patagonica* Speg.).

CV8. Mosaico de comunidades arbustivas, subarbusativas y herbáceas (Fig. 2h)

Estas comunidades ocupan paisajes heterogéneos asociados con el piedemonte costero, mantos eólicos estabilizados y pequeñas cuencas cerradas, constituyendo un mosaico de las comunidades descritas más arriba. En los cañadones costeros se intercalan comunidades vegetales asociadas a diferentes características del suelo. En donde afloran los sedimentos sueltos de la Formación Puerto Madryn (véase Dozo et al., este libro) se presenta una estepa arbustiva dominada por arbustos altos de uña de gato, barba de chivo (*Prosopidastrum striatum* [Benth.] R.A. Palacios & Hoc), molle (*Schinus johnstonii*), alpataco (*Prosopis alpataco* Phil.), solupe (*Ephedra ochreate* Miers) y quilembay, mientras que en el estrato subarbusativo domina el tomillo. En algunos sectores con mayor acumulación de arena se desarrolla un estrato herbáceo dominado por unquillo. En áreas de pendientes abruptas se presentan estepas y peladares arbustivos de quilembay y palo azul con pastos dispersos. Los fondos de los cañadones están dominados alternativamente por una estepa arbustiva de quilembay o por pastizales de paja vizcachera. En total ocupan una superficie aproximada de 10,8 km².

Comunidades vegetales de menor extensión (no maeadas)

En algunos sectores de la CV1 se observan peladares arbustivos de quilembay, yaoyín y molle. En ellos la cobertura vegetal es menor al 20% y caracteriza sectores que fueron intensamente pastoreados en las áreas de concentración de líneas de drenaje superficial. La pérdida del horizonte superficial deja expuesto un suelo de textura fina y poco permeable que determina un incremento en el escurrimiento superficial de las precipitaciones. Similarmente, en algunas áreas de la CV2 pueden observarse peladares arbustivos de quilembay, uña de gato y yaoyín. Su cobertura vegetal es inferior al 20%, lo que en sitios con mayor pendiente (hacia el oeste) intensifica la magnitud de los procesos erosivos dando lugar a profundas cárcavas. En zonas donde la topografía permite la acumulación del sedimento arrastrado por la erosión, el material suelto y la mayor humedad por concentración del drenaje, se crean condiciones favorables para la instalación de paja vizcachera (Codesido et al. 2005).

En las cuencas cerradas son típicos los parches herbáceos de coirón amargo, flechilla, paja vizcachera y carqueja (*Baccharis crispa* Spreng.) con arbustos de molle, yaoyín, algarrobillo (*Prosopis denudans* Benth.) y solupe. Estos sitios concentran temporalmente agua en superficie y son áreas de retención de material fino transportado por erosión hídrica (véase Rostagno et al., este libro). La cobertura vegetal varía entre 40 y 50%. Finalmente, en algunas áreas de los pedimentos se observan estepas subarbustivas de colapiche (*Nassauvia fuegiana* [Speg.] Cabrera), chuquiraga dorada (*Chuquiraga aurea* Skotts.), tomillo, *Tetraglochin caespitosum* Phil. y *Perezia recurvata* (Vahl) Less. con un es-

trato arbustivo dominado por quilembay, algarrobillo, yaoyín y solupe. Esta comunidad subarbustiva caracteriza uno de los estados de deterioro de las estepas arbustivas de los pedimentos que experimentaron condiciones de pastoreo intensivo. Esto se evidencia por la presencia de pavimento de erosión y líneas de escurrimiento superficial (véase Rostagno et al., este libro).

Finalmente, en cuencas cerradas localizadas en mantos eólicos estabilizados se observan estepas herbáceas de paja vizcachera, flechilla, coirón amargo y flechilla negra con arbustos de palo azul, quilembay, mata laguna y *Menodora robusta*. La cobertura vegetal, de aproximadamente 30 a 40%, está conformada principalmente por el estrato herbáceo (Codesido et al. 2005).

SISTEMA DE MONITOREO DE LA VEGETACIÓN

Base conceptual y objetivos

Los programas de monitoreo de comunidades vegetales de ecosistemas áridos y semiáridos son una herramienta muy útil para la evaluación de los cambios en la condición del suelo y la vegetación como consecuencia de diferentes factores (Herrick et al. 2005; Pellant et al. 2005). Los datos generados por un sistema de monitoreo proveen líneas de base con las cuales se pueden contrastar datos futuros. De



esta manera, es posible evaluar los efectos de una determinada estrategia de manejo, identificar tendencias que puedan utilizarse para predecir cambios futuros y generar más conocimiento del efecto de diferentes factores naturales (por ej., variabilidad climática, fuego, erosión) y antrópicos (por ej., disturbio por pastoreo de ganado, desmonte) sobre estos ecosistemas. Por lo tanto, los sistemas de monitoreo pueden diseñarse para satisfacer un amplio rango de intereses y necesidades, especialmente aquellas relacionadas con el manejo sustentable de un área determinada (Herrick et al. 2005; Lindenmayer & Likens 2010).

Numerosos estudios han coincidido en que la *estabilidad del suelo y de los sitios*, el *funcionamiento hidrológico* y la *integridad biótica* de las comunidades vegetales son atributos clave del funcionamiento de los ecosistemas áridos y semiáridos (Tongway 1994; Ludwig et al. 2004; Herrick et al. 2005; Pellant et al. 2005). La estabilidad del suelo y de los sitios es la capacidad de un área de limitar la pérdida y/o redistribución del suelo y sus recursos (incluyendo nutrientes y materia orgánica) por la acción del viento y/o el agua. Por su parte, el funcionamiento hidrológico se refiere a la capacidad de un sitio de capturar, almacenar y liberar el agua de las lluvias y de escorrentía. Finalmente, la integridad biótica refleja la capacidad de un sistema para mantener las características funcionales y estructurales de la comunidad en un contexto de variabilidad natural de las condiciones ambientales, así como resistir la pérdida de esta funcionalidad ante un disturbio (*resistencia*) o recuperarla después de su interrupción (*resiliencia*).

Los tres atributos son afectados por factores estáticos y factores dinámicos. Los primeros son aquellos que no dependen del manejo y que son características propias del sitio, tales como la pendiente, la profundidad y material parental del suelo y el tipo de clima. Los factores dinámicos son aquellos susceptibles de cambiar en el tiempo y que pueden ser influenciados por el manejo de esos sitios, tales como la cobertura y distribución espacial de la vegetación, la composición florística y la estructura y estabilidad del suelo. En los sistemas de monitoreo se evalúan *indicadores* de cambio de los factores dinámicos que afectan los tres atributos descriptos y permiten mantener un seguimiento en el tiempo de los aspectos fundamentales de los ecosistemas áridos (Herrick et al. 2005). Así, los indicadores son variables medidas a campo de comprobada relación con el atributo de interés y cuyo monitoreo permite evaluar la trayectoria temporal de este último.

Las comunidades vegetales de la RSPV, como en todos los ecosistemas áridos y semiáridos en general y de PV en particular, están o han estado sujetas a una serie de disturbios naturales y antrópicos. Entre los primeros, los de mayor relevancia son el pastoreo por herbívoros nativos y la erosión hídrica y eólica (Burgi et al. 2012; Marino et al. 2016; Bertiller et al. 2017). Entre los antrópicos, el más destacable es

el pastoreo por ganado ovino que se practicó desde fines del siglo XIX y hasta el momento de la creación de la RSPV (Elissalde & Miravalles 1983; Arias et al., este libro). Por lo tanto, los cambios actuales en la condición de la vegetación y el suelo en la RSPV estarían principalmente determinados por la exclusión del ganado ovino, la variabilidad climática y el incremento significativo de la población de guanacos (Marino et al. 2016; Marino & Rodríguez, este libro).

La creación de la RSPV constituyó entonces una oportunidad única para investigar la trayectoria temporal de la vegetación a escalas espaciales extendidas y de acoplarla con estudios en marcha sobre otros componentes del sistema, como es el caso del guanaco (Marino & Rodríguez, este libro). El relevamiento de la vegetación realizado por Codesido et al. (2005) estableció la base para plantear un objetivo evidente: evaluar los cambios que se produjeron en la vegetación a partir de la remoción del ganado ovino. De esta manera, en el año 2009 se estableció el Sistema de Monitoreo de la Vegetación de la RSPV que consiste en el registro estandarizado y sistemático de indicadores de cambio de la integridad biótica, funcionamiento hidrológico y estabilidad del suelo y de los sitios para diferentes comunidades vegetales (Rodríguez et al. 2012).

Los probables cambios en el estado de la vegetación entre 2005 y 2009, sin embargo, no fueron cubiertos con estudios similares. Estos representan el punto de partida de los patrones temporales de los indicadores registrados en el Sistema de Monitoreo, por lo que su conocimiento resulta muy importante para completar el esquema de cambio de la vegetación desde la creación de la RSPV. En el Cuadro 1 se presentan las aproximaciones realizadas a este conocimiento en el contexto de modificación del tipo y presión de herbivoría en ese período de tiempo (véase también Fig. 3). Por otra parte, en lo que sigue de esta sección, se describe el Sistema de Monitoreo de la Vegetación y se presentan los resultados de una selección de los indicadores más relevantes obtenidos hasta el momento.

Descripción del Sistema de Monitoreo

En el Sistema de Monitoreo de la Vegetación de la RSPV se evalúa la trayectoria temporal de una multiplicidad de indicadores de los tres atributos del funcionamiento de los ecosistemas áridos y semiáridos descriptos anteriormente. Considerando la complejidad del análisis requerido para la interpretación de todos ellos, en esta sección se describirán los métodos y resultados más relevantes de algunos directamente relacionados con el estado de la vegetación (por pertinencia con el tema de este capítulo). La base conceptual de estos indicadores puede ser consultada en la Tabla 1 y ampliada consultando a Herrick et al. (2005), Pellant et al. (2005) y Oliva et al. (2011). Otros resultados no expuestos aquí han sido incorporados en

Cuadro 1. Un posible punto de partida

En la RSPV prácticamente no existen registros respecto del estado de la vegetación entre la remoción del ganado ovino en 2005 y el inicio del Sistema de Monitoreo en 2009. En el relevamiento de base realizado por Codesido et al. (2005) se reportan valores de cobertura total para varias CV (excepto la CV3) estimados visualmente mediante censos tipo Braun-Blanquet. Para las CV incluidas en el Sistema de Monitoreo (CV1, CV2, CV4 y CV5), las coberturas estimadas en 2005 fueron de 30-50, 20-30, 90 y 25-30%, respectivamente. Excepto para la CV4, estos valores son inferiores a los obtenidos para cobertura de canopeo en el primer año de monitoreo (2009; Fig. 5). Esta comparación, si bien muy aproximada, indicaría una mejor condición de la vegetación luego de cuatro años de exclusión del pastoreo ovino. Sin embargo, debe ser tomada con cautela debido a diferencias metodológicas entre ambos trabajos y a la posible discordancia espacial entre los sitios de muestreo (especialmente en la CV2).

En un intento por aproximar esta problemática, durante el primer año de monitoreo se realizó un muestreo comparativo entre la vegetación dentro de la RSPV y los campos ganaderos vecinos (Burgi et al. 2012). La carga animal y el manejo de la hacienda en estos campos son similares a los que se realizaban en la antigua Estancia San Pablo antes de la creación de la RSPV. Los cuadros relevados mantienen una carga ovina promedio de 50 UGOs/km² (Unidad Ganadera Ovina; 1 UGO = un capón de 40 kg de peso vivo que consume 330 kg de materia seca por año), valor incluido en el rango de cargas usuales para PV y similar a la carga ovina promedio en la antigua Ea. San Pablo (47 UGOs/km²; Codesido et al. 2005). Además, las comunidades vegetales seleccionadas para los relevamientos presentan continuidad espacial entre los campos y la RSPV. Estas condiciones ofrecen un contexto adecuado para la comparación y permiten presuponer que el estado de la vegetación de la RSPV previo a su creación no diferiría significativamente de aquel de sus vecinos. Se establecieron puntos de muestreo en las comunidades CV1, CV3, CV4 y CV5 en la RSPV y en los campos vecinos. Se evaluó la cobertura de canopeo y de pastos perennes siguiendo la

misma metodología de transectas de intersección de puntos que en los monitores pero a intervalos de 1 m. La significancia de las diferencias en la cobertura vegetal dentro y fuera de la RSPV para cada comunidad se evaluó mediante una prueba de χ^2 . Para la comparación de la diversidad florística se utilizaron curvas de rango-abundancia (Burgi et al. 2012).

Los resultados mostraron que en el año 2009 la cobertura de canopeo fue mayor dentro de la RSPV que en los campos vecinos y estas diferencias fueron significativas en las CV4 y CV5. Además, en las CV3-5 la cobertura de pastos perennes fue significativamente mayor en la RSPV que en los campos ganaderos, lo cual explicó principalmente las diferencias en cobertura total. Por último, la diversidad florística también fue superior en la RSPV que en estos últimos (para más detalles, véase Burgi et al. 2012). Estos resultados también sugieren que la vegetación de la RSPV se recuperó en cierta medida luego de la remoción del ganado ovino.

Esta situación no se dio, sin embargo, en un contexto de ausencia total de herbivoría. Por el contrario, el pastoreo por ovinos fue reemplazado por el de una población creciente de guanacos como principal herbívoro (Marino & Rodríguez, este libro). En la Figura 3 se presenta el número de UGOs/km² en el año 2005 [última carga ovina declarada antes de su retiro, según Nabte (2010); nótese que esta carga es mayor que la carga promedio citada por Codesido et al. (2005)] y de 2006-2016, luego de la creación de la RSPV (carga de guanacos; según Marino & Rodríguez, este libro). Estos últimos se estimaron aplicando el equivalente animal basado en el peso: un guanaco adulto equivale aproximadamente a dos ovinos (Elissalde et al. 2002). De esta manera, la carga animal disminuyó casi 6 veces al remover los ovinos, para luego triplicarse hacia 2009 (Fig. 3). Estos resultados indican que el pastizal experimentó un período de descanso al crearse la RSPV, situación compatible con la recuperación de la vegetación sugerida más arriba. Mientras tanto, el monitoreo de la vegetación se desarrolla en un contexto de incremento de la presión de herbivoría por guanacos, la cual se estabilizó en 50-58 UGOs/km² (carga animal media de la antigua Ea. San Pablo).

Figura 3. Carga animal anual correspondiente a ovinos o guanacos desde la creación de la RSPV a la actualidad, expresada en UGOs/km² (Unidad Ganadera Ovina; 1 UGO corresponde a un capón de 40 kg de peso vivo que consume 330 kg de materia seca por año). Para la estimación de la carga de guanacos se utilizó el equivalente 1 guanaco adulto = 2 UGOs (Elissalde et al. 2002). Véase también Marino & Rodríguez (este libro).

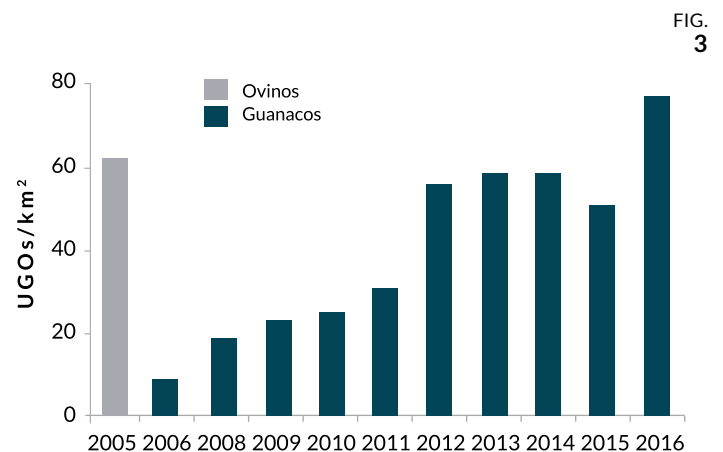


FIG. 3

INDICADOR	ESTABILIDAD DEL SUELO Y DE LOS SITIOS	FUNCIÓN HIDROLÓGICA	INTEGRIDAD BIÓTICA
1. Cobertura de canopeo	Disminuye la exposición del suelo a los agentes erosivos	Mejora la infiltración y disminuye la evaporación. Devuelve agua del suelo profundo a la atmósfera	Asociada positivamente con producción primaria, flujo de energía y ciclado de nutrientes
2. Cobertura de bases de plantas	Reduce la velocidad (energía) de la escorrentía, disminuyendo el potencial erosivo	Incrementa la infiltración	Asociada positivamente con producción primaria, flujo de energía y ciclado de nutrientes
3. Cobertura de mantillo		Mejora la infiltración y disminuye la evaporación	Promueve el ciclado de nutrientes por descomposición
4. Cobertura de costras biológicas del suelo	Muy importantes estabilizadoras de la superficie del suelo	Mejora la infiltración y disminuye la evaporación	Favorece la fijación de Nitrógeno y el entrapamiento y germinación de semillas
5. Cobertura de suelo desnudo	Incrementa la erosión por exposición directa del suelo	Aumenta la escorrentía y disminuye la infiltración	
6a y 6b. Cobertura de leñosas y pastos			Grupos funcionales determinantes de la estructura y funcionalidad del sistema y de su respuesta a los disturbios
7. Riqueza mínima de especies			Es el número de especies detectadas en el monitoreo. Es un componente importante de la biodiversidad del sistema
8. Diversidad de especies detectadas			Es una medida de la importancia relativa de cada especie detectada en la comunidad vegetal. Es un componente importante de la biodiversidad del sistema

Tabla 1. Indicadores evaluados y su relación con los tres atributos fundamentales del funcionamiento de los ecosistemas áridos y semiáridos.

otras publicaciones (por ej., Burgi et al. 2012; Marino et al. 2015; Marino et al. 2016; Rodríguez et al. 2016; Marino & Rodríguez, este libro; Bertiller et al. 2017).

El Sistema de Monitoreo está compuesto por un total de cinco sitios de muestreo fijos delimitados en cinco comunidades vegetales diferentes y representativas de la heterogeneidad de la vegetación de la RSPV. Los mismos se denominaron alfabéticamente como monitores A, B, C, D y E y se encuentran instalados en áreas representativas de las comunidades CV1, CV5, CV3, CV2 y CV4, respectivamente (Fig. 1; Anexo II). Los monitores A a D fueron instalados en septiembre de 2008 y la primera lectura se realizó en enero de 2009. El monitor E fue instalado y muestreado por primera vez en noviembre de 2011.

El diseño de los monitores está basado en el sistema MARAS (Monitoreo Ambiental para Regiones Áridas y Semiáridas), desarrollado y empleado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) para monitorear el estado de la vegetación y del suelo a escala regional en regiones

áridas argentinas (Oliva et al. 2006; Oliva et al. 2011). Un monitor MARAS consta de una parcela trapezoidal delimitada por 6 postes de la cual parten tres transectas lineales paralelas de 50 m sobre las que se realizan las evaluaciones de la vegetación y del suelo (Fig. 4). En las transectas laterales se evalúan variables de cobertura del suelo y especies vegetales, mientras que en la central se registran variables de estructura espacial. Además se incluye un poste georeferenciado ubicado a 8,50 m de la parcela desde el cual se obtienen registros fotográficos de la misma durante cada muestreo (Anexo II). El poste fotográfico está orientado hacia el norte del poste de referencia. Las transectas se encuentran marcadas con estacas y durante el muestreo se despliega sobre ellas una cinta métrica graduada (Oliva et al. 2011).

Muestreo de los monitores y cálculo de indicadores

Para el muestreo de los monitores se emplean varios métodos clásicos utilizados en ecología vegetal. Los indica-

dores aquí presentados, relacionados con la estructura y composición florística de la vegetación, son medidos en las transectas laterales de cada monitor empleando el método de la línea de intercepción de puntos (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974; Fig. 4). Siguiendo esta metodología, sobre cada transecta se despliega una cinta métrica de 50 m y cada 20 cm de distancia se dispone una aguja de hierro (4 mm de grosor) perpendicular a ésta y en contacto con el suelo (Fig. 4). En cada uno de estos puntos se registran todas las especies tocadas por la aguja en su canopeo (superficie aérea de las plantas constituida por hojas y/o ramas), identificando particularmente la intercepción superior. Solamente se incluyen las especies perennes. A nivel del suelo se registra si se interceptó una base de planta, mantillo (toda materia vegetal muerta y suelta, incluyendo heces), costra biológica del suelo (comunidad biótica formada por una íntima asociación entre partículas de suelo, cianobacterias, algas, hongos, líquenes y briófitos) o suelo desnudo (superficie del suelo sin ningun-

na cobertura). Posteriormente se calculan las coberturas porcentuales de cada variable medida (indicadores 1 a 6; Tabla 1) mediante la siguiente ecuación:

$$C_i(\%) = \frac{nv_i}{250} \times 100$$

donde C_i es la cobertura porcentual de la variable i (indicador), nv_i es su número de intercepciones y 250 es el número total de puntos muestreados en la transecta. Para el caso de la cobertura de especies leñosas y de pastos perennes, los valores corresponden a la suma de las coberturas específicas por lo que pueden superar el 100%.

Los indicadores 7 y 8 son componentes de la biodiversidad vegetal del sistema. La riqueza mínima de especies (S_m) es el número de especies detectadas en el muestreo de ambas transectas. La línea de intercepción de puntos posee baja eficiencia de detección de especies presentes

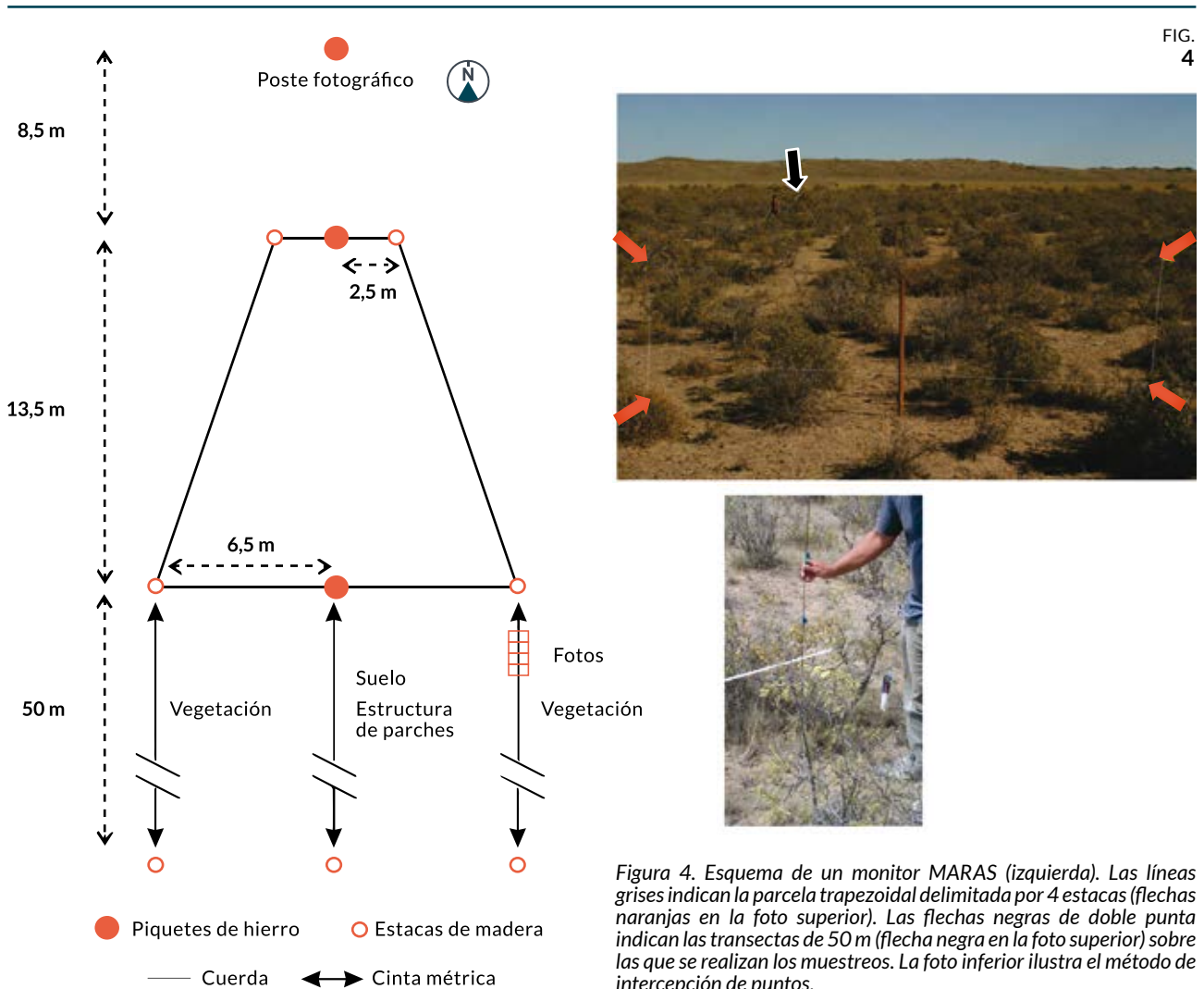


Figura 4. Esquema de un monitor MARAS (izquierda). Las líneas grises indican la parcela trapezoidal delimitada por 4 estacas (flechas naranjas en la foto superior). Las flechas negras de doble punta indican las transectas de 50 m (flecha negra en la foto superior) sobre las que se realizan los muestreos. La foto inferior ilustra el método de intercepción de puntos.

en baja abundancia, y subestima -aunque correlaciona significativamente con- la riqueza total. Por su parte, la diversidad de especies detectadas se calcula mediante el índice de Shannon-Wiener de la siguiente manera:

$$H'_m = \sum_{j=1}^{S_m} (p_j) (\ln p_j)$$

donde H'_m es el índice de diversidad de Shannon-Wiener, S_m el número de especies detectadas (riqueza mínima) y p_j la cobertura de la especie j en la comunidad. Éste índice tiene en cuenta la abundancia de cada especie, es decir, la importancia relativa de cada una. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo natural de S_m , cuando todas las especies tienen la misma cobertura (mínima dominancia, máxima diversidad; Magurran 2004). Teniendo en cuenta que para su cálculo sólo se considera el conjunto de especies detectadas en el muestreo de cada año (S_m), es importante aclarar que los resultados de estos indicadores deben ser tomados con cautela y relativizados al grado de incertidumbre que presentan por éstas razones. En el Anexo I se indican las especies de la RSPV que fueron detectadas en el Sistema de Monitoreo a lo largo de todo el período monitoreado.

Las campañas de muestreo son anuales y se llevaron a cabo en enero de 2009, febrero de 2010-2011 y noviembre de 2012-2015. Las tres primeras se realizaron en verano con el objeto de coincidir temporalmente con los relevamientos post-reproductivos de la población de guanacos (véase Marino & Rodríguez, este libro), pero luego de ello se decidió cambiar la fecha de las lecturas al mes de noviembre (primavera) para facilitar la determinación de algunas especies de pastos perennes que en verano se encuentran en etapa de senescencia.

Análisis de los indicadores monitoreados

Para el análisis de la trayectoria temporal de los indicadores, se utilizó un análisis simple de tendencias (Herrick et al. 2005). Este sólo involucra la exploración de la dirección de los cambios de cada indicador (positivos, negativos o estáticos). Esto es adecuado para el objetivo de este trabajo dado que se pretende explorar si los indicadores están cambiando en cada comunidad vegetal e identificar áreas que requieran especial atención sobre la base de la dirección y velocidad de dichos cambios (Herrick et al. 2005). Para ello, en cada monitor se calculó la media y el error estándar de las dos transectas para cada indicador en cada año y se graficaron en función del tiempo. Para el caso de la riqueza mínima y la diversidad de especies detectadas esto no fue posible dado que se cuenta con un solo valor para cada monitor por año. Se consideró que dos fechas presentaban diferencias significativas en algún indicador si el intervalo definido por el doble de sus errores estándar (aproximadamente igual al

intervalo de confianza del 95%) excluían mutuamente las medias muestrales (Feinsinger 2004).

Por último, se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP; Borcard et al. 2011) para explorar las correlaciones entre los indicadores, las precipitaciones del período junio-noviembre previo a cada fecha de muestreo (véase Anexo III) y la abundancia de guanacos. Esta última fue estimada a través de las tasas de encuentro de grupos observadas para cada CV en el monitoreo de guanacos según Marino & Rodríguez (este libro). Sólo se consideró a los guanacos porque dada su abundancia, tamaño corporal y magnitud del consumo de forraje, es el herbívoro preponderante en la RSPV (véase Cuadro 1; D'Agostino et al., este libro; Marino & Rodríguez, este libro). El objeto de este análisis fue por un lado intentar brindar un contexto explicativo a las tendencias temporales de los indicadores a través de la incorporación de la variabilidad climática interanual y la variación en la abundancia de guanacos, y por otro evaluar eventuales relaciones entre indicadores (por ej., suelo desnudo con las variables de cobertura del suelo). Las correlaciones entre variables pueden inferirse en el gráfico del ACP a partir de los ángulos definidos entre las mismas. Ángulos agudos indican correlación positiva, ángulos rectos denotan falta de correlación, mientras que ángulos obtusos indican correlaciones negativas (Lepš & Šmilauer 2003; Borcard et al. 2011). Las variables cobertura de leñosas (excepto para el monitor E) y riqueza no fueron incluidas en este análisis debido a que no mostraron variaciones significativas durante el período evaluado. Para el monitor D no pudo evaluarse la abundancia de guanacos dado que no existen estimaciones para la comunidad CV2 (véase Marino & Rodríguez, este libro). Para el ACP, los valores medios de los indicadores, las precipitaciones y la tasa de encuentro de guanacos fueron consideradas las variables mientras que los años fueron los casos. Los ACP fueron realizados para cada monitor empleando el paquete estadístico *vegan* del software R (R Development Core Team 2015).

Resultados: cambios en la vegetación en 7 años de monitoreo

Tendencias temporales de los indicadores

La cobertura de canopeo (indicador 1) presentó una tendencia oscilatoria entre años hasta alcanzar un pico máximo en el año 2013, con valores entre 40% y 70% para los monitores A, C y D (estepas arbustivo-herbáceas CV1, CV3 y CV2, respectivamente) y entre 50% y 95% para los monitores B y E (estepas herbácea CV5 y subarbustiva-herbácea CV4, respectivamente). En todos los monitores se registró una disminución significativa desde 2013 hasta su valor mínimo en 2015. En el monitor B, este indicador mostró valores cercanos al 95% hasta 2013, para luego descender hasta 56% en 2015 (Fig. 5a).

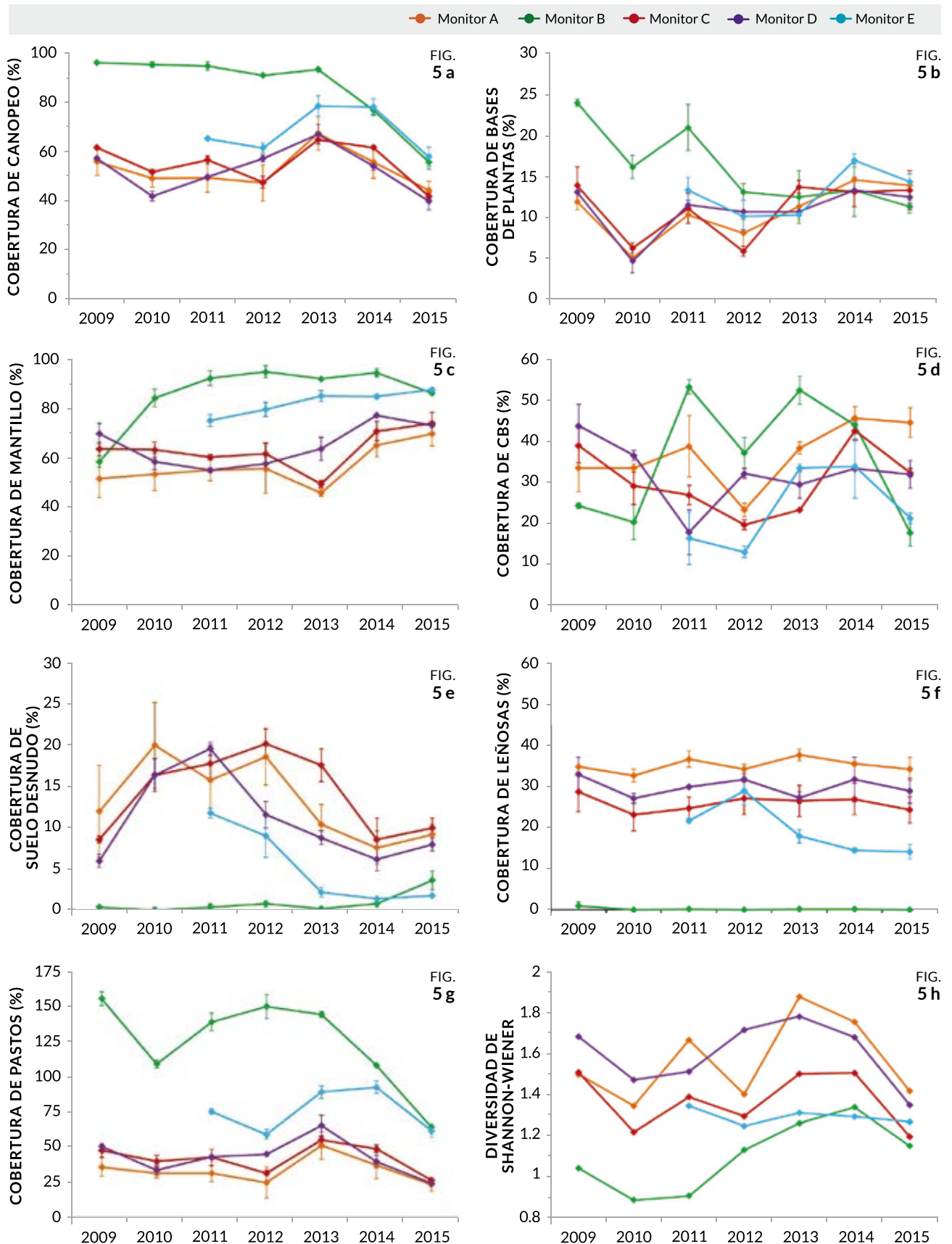


Figura 5. Coberturas porcentuales (media \pm 1 error estándar, $n=2$) de los diferentes indicadores (véase detalles en Tabla 1) para el período 2009-2015 en cada uno de los monitores. CBS: costras biológicas del suelo.

La cobertura basal de plantas (indicador 2) mostró tendencias levemente diferentes entre monitores pero fue más constante que la cobertura de canopeo. Los valores oscilaron entre 5% y 15% aproximadamente en todos los monitores excepto en el monitor B donde este rango fue del 10-25% a lo largo del tiempo. En este monitor se observó una reducción significativa de esta variable entre 2011-2012 que luego se estabilizó cercano a estos valores más bajos (Fig. 5b). Contrariamente, en los demás monitores se mantuvo constante en los últimos tres años, con valores generalmente altos con respecto a los años previos.

La cobertura de mantillo (indicador 3) fue variable entre monitores pero mostró una tendencia general creciente a lo largo del período monitoreado. En las estepas arbustivo-herbáceas los valores oscilaron entre 45% y 77%, mientras que en las otras dos el rango fue de 60-95% (Fig. 5c).

La cobertura de costras biológicas del suelo (indicador 4) mostró importantes oscilaciones interanuales con una variabilidad entre transectas relativamente alta (errores estándar grandes) en varios años, lo que no permite determinar tendencias temporales claras para los monitores (Fig. 5d).

La cobertura de suelo desnudo (indicador 5) registró tendencias similares en todos los monitores (Fig. 5e). En general se observó un incremento sostenido hasta sus valores máximos entre 2011 y 2012, dependiendo del monitor, y luego una disminución paulatina y significativa hasta 2015. El monitor B mostró esta tendencia de forma más atenuada pero registró un incremento significativo en 2015, pasando de menos del 1% a 3,7% en dicho año. En los demás monitores los valores observados variaron con las tendencias descriptas entre 5% y 20% a lo largo del tiempo (Fig. 5e).

La cobertura de especies leñosas (indicador 6a) se mantuvo constante en todos los monitores excepto en el E donde disminuyó paulatinamente en los últimos tres años (Fig. 5f). En cambio, la cobertura de pastos perennes (indicador 6b) varió significativamente en todos los monitores (Fig. 5g). En las estepas arbustivo-herbáceas se mantuvo relativamente estable hasta 2012, seguida de un pico máximo en 2013 (con valores entre 50% y 65%). En los

años subsiguientes la tendencia fue negativa, alcanzando en todos los casos el valor más bajo registrado en todo el período de monitoreo en el año 2015 (entre 23% y 27%). En el monitor B, la cobertura de pastos fue alta (promediando el 150%) y constante hasta 2013 (con un mínimo de 109% en 2010). En los dos últimos años se observó una disminución significativa hasta su valor más bajo en 2015 (65%), menos de la mitad del máximo registrado para todo el período. Por último, en el monitor E se observaron los valores máximos en 2013 y 2014 (90% y 93%, respectivamente), disminuyendo significativamente en 2015 hasta un valor similar al de 2012 (62%; Fig. 5g).

La riqueza de especies (indicador 7) y diversidad de especies detectadas (medida con el índice de Shannon-Wiener; indicador 8) fueron máximas en el monitor A y mínimas en el monitor B. La riqueza no mostró variaciones importantes en ninguno de los monitores para el período evaluado (Tabla 2). Por su parte, la diversidad varió en forma similar en las estepas arbustivo-herbáceas, con valores máximos entre los años 2013-2014, mínimos en 2015 e intermedios en los demás (Fig. 5h). En el monitor B se observó una tendencia creciente en este indicador, mientras que en el monitor E se mantuvo relativamente constante (Fig. 5h).

Correlación entre los indicadores, las precipitaciones y la abundancia de guanacos

Los dos primeros ejes del ACP explicaron entre el 65% y el 80% de la variabilidad total entre años en todos los monitores (Fig. 6). Excepto en el monitor B, la cobertura de canopeo, de pastos perennes y la diversidad de especies estuvieron correlacionadas positivamente entre sí y con las precipitaciones de invierno-primavera (ángulos agudos entre sus direcciones; Fig. 6). Sin embargo, la abundancia de guanacos presentó sólo correlaciones débiles o nulas con estos indicadores en todos los monitores (ángulos aproximadamente rectos) excepto en el B donde se correlacionó negativamente con la cobertura de canopeo y de pastos perennes (ángulos aproximadamente llanos entre sus direcciones; Fig. 6). La diversidad de especies, contrariamente, se asoció positivamente con la abundancia de guanacos en este monitor. En el caso del monitor E la cobertura de leñosas se correlacionó negativamente con la de pastos y la densidad de guanacos y no mostró relación con las precipitaciones.

MONITOR	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
A	16	11	17	17	18	18	17
B	8	6	6	8	8	7	5
C	11	8	11	10	13	14	10
D	11	11	11	13	12	12	12
E	sd	sd	7	5	7	7	7

Tabla 2. Riqueza mínima de especies para cada uno de los monitores y años evaluados. sd: sin datos.

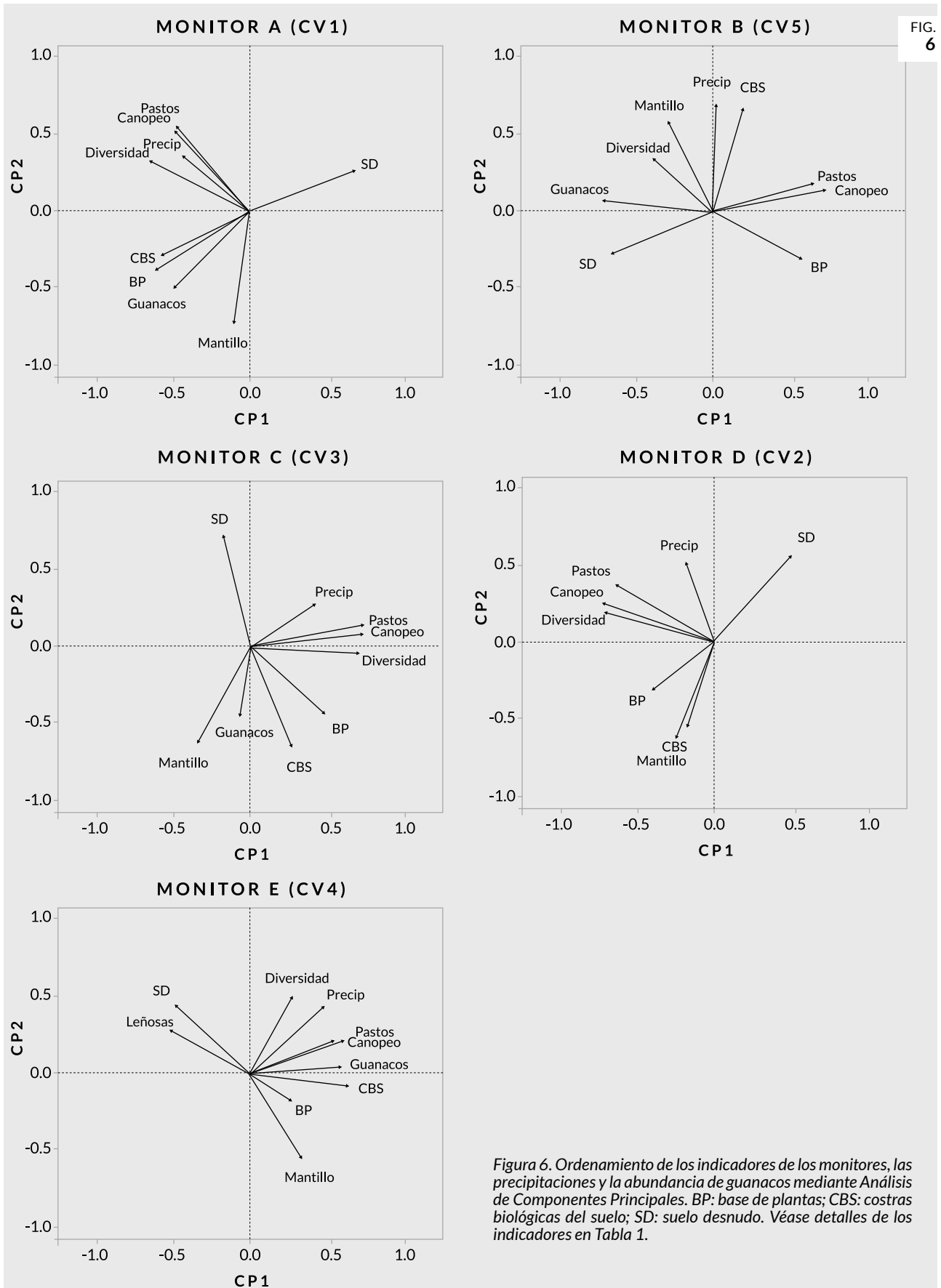


Figura 6. Ordenamiento de los indicadores de los monitores, las precipitaciones y la abundancia de guanacos mediante Análisis de Componentes Principales. BP: base de plantas; CBS: costras biológicas del suelo; SD: suelo desnudo. Véase detalles de los indicadores en Tabla 1.

Por otra parte, la cobertura de suelo desnudo mostró correlaciones negativas con las coberturas de mantillo, bases de plantas y costras biológicas del suelo en todos los monitores excepto en el B, donde estuvo más asociada (negativamente) a la cobertura de canopeo y pastos perennes. Asimismo, presentó correlaciones débiles o nulas con las precipitaciones en todos los monitores (Fig. 6). En los monitores A, C y E se correlacionó negativamente con la abundancia de guanacos, pero positivamente en el monitor B. Finalmente, las coberturas de costras biológicas del suelo y mantillo aparecen asociadas entre sí y tendieron a estar más correlacionadas (positivamente) con la abundancia de guanacos que con las precipitaciones en todos los monitores (excepto en el B donde se observó una correlación positiva importante con las precipitaciones; Fig. 6).

Patrones de cambio: “lo que indican los indicadores”

La eliminación del pastoreo ovino marcó indudablemente un punto de partida para varios cambios en los patrones y procesos ecológicos de los pastizales de la RSPV. Para caracterizarlos, los indicadores incluidos en este Sistema de Monitoreo no pueden analizarse aisladamente sino

que deben considerarse en forma integrada y teniendo en cuenta las relaciones con otros componentes del sistema, como la herbivoría, en el contexto climático correspondiente. Asimismo, tanto los indicadores evaluados como la forma de medirlos afectan nuestra capacidad de detectar los cambios. En este sentido, la elucidación de los procesos dominantes durante el período 2005-2009 implica un desafío metodológico que debe ser abordado mediante diferentes aproximaciones.

El análisis presentado en el Cuadro 1 con la información disponible hasta el momento, indica que en 2009 la vegetación de la RSPV mostró un mejor estado en cuanto a cobertura de canopeo, de pastos perennes y de diversidad vegetal respecto a los campos vecinos dedicados a la producción ganadera (Burgi et al. 2012) y a los valores de cobertura vegetal total reportados por Codesido et al. (2005) previos a la creación de la RSPV. Estos resultados sugieren que la vegetación de la RSPV se recuperó a partir de un período de descanso del pastizal con baja carga de herbivoría luego de la extracción de los ovinos (Fig. 3; Marino et al. 2016).

Posteriormente, en el año 2009 se inició el Sistema de Monitoreo en un contexto de crecimiento y posterior es-



tabilización poblacional de los guanacos, y de variabilidad climática (Fig. 3; Anexo III). A lo largo de los siete años de monitoreo, todas las comunidades vegetales evaluadas han mostrado fluctuaciones en la mayoría de los indicadores aquí presentados. Considerando las tendencias temporales de cada uno y sus correlaciones con las precipitaciones y la abundancia de guanacos, pueden identificarse diferentes patrones de cambio dependiendo del tipo de comunidad vegetal.

Estepas arbustivo-herbáceas (CV1-3)

Las estepas arbustivo-herbáceas CV1, CV2 y CV3 (monitores A, D y C, respectivamente) mostraron valores y trayectorias temporales similares en sus indicadores. Las oscilaciones en la cobertura de canopeo estuvieron estrechamente relacionadas con las de cobertura de pastos perennes en estos monitores y éstas a su vez con la diversidad de especies detectadas (Fig. 5a, g y 6). Las especies más asociadas con la trayectoria temporal de la cobertura de pastos perennes fueron la flechilla, el pasto hebra y la flechilla negra con algunas diferencias entre monitores (datos no mostrados). Estos cambios en las coberturas específicas podrían responder a la dinámica de cada especie en relación con variables poblacionales, de comunidad o de respuesta a las precipitaciones (Bertiller et al. 1991; Pazos et al. 2007; Chartier et al. 2011). Las especies leñosas no mostraron variación entre años. Estas especies, especialmente las siempreverdes, son las de crecimiento más lento y por lo tanto poco susceptibles a la variación climática inter-anual (Bertiller et al. 1991; Campanella & Bertiller 2008).

La cobertura del canopeo y pastos perennes y la diversidad de especies detectadas mostraron variaciones interanuales correlacionadas con la variabilidad en las precipitaciones en estos tres monitores. El pico máximo de cobertura y diversidad ocurrió en 2013, el año más húmedo, y el mínimo en 2015, el más seco del último lustro (véase Anexo III). Por el contrario, estos indicadores no se asociaron con la abundancia de guanacos (Fig. 3). Estos resultados muestran que la cobertura y diversidad de pastos perennes (el principal recurso forrajero de la región) responden positivamente a los períodos con condiciones ambientales favorables, mientras que no evidencian signos de deterioro por la herbivoría por guanacos a lo largo del tiempo. Esto argumenta en favor de una integridad biótica de estas comunidades y son consistentes con una estabilización de la vegetación (en la situación alcanzada a partir de la creación de la RSPV) a pesar del marcado incremento en la población de guanacos.

Adicionalmente, la cobertura de suelo desnudo mostró sus valores máximos en el período seco previo a 2013 en estos tres monitores. La disminución observada en los últimos tres años podría ser producto del incremento de

la cobertura de mantillo, bases de plantas y costras biológicas del suelo en el mismo período, dado que, como se mencionó anteriormente, la cobertura de canopeo disminuyó. La cobertura de mantillo es poco variable debido a las bajas tasas de descomposición características de los ecosistemas áridos (Carrera et al. 2005). Es probable que el incremento de su cobertura en los últimos dos años sean el reflejo de la alta productividad primaria del año 2013 transformada luego en material vegetal seco particulado. Por su parte, las costras biológicas del suelo aparecen asociadas con el mantillo, lo que podría atribuirse a la capacidad de éste de generar microambientes más húmedos (véase Rostagno et al., este libro). La respuesta de estos organismos en los monitores ha sido muy variable; esto se ha observado en otros ecosistemas áridos y ha sido explicado por diferencias en la composición taxonómica de las costras y su respuesta diferencial a las variables ambientales (Dettweiler-Robinson et al. 2013). En este sentido, es posible que el intervalo de tiempo de lectura de los monitores no sea el más adecuado para detectar el efecto de las precipitaciones sobre las costras biológicas. Por otro lado, esta variable mostró una asociación positiva con la abundancia de guanacos, lo que sugiere una respuesta contraria a la usualmente reportada de reducción por efecto del ganado doméstico (Dettweiler-Robinson et al. 2013).

La cobertura de bases de plantas es menos sensible a las condiciones ambientales y refleja cambios de largo término independientes de la cobertura de canopeo (Fig. 6; Herrick et al. 2005). Por ejemplo, si bien ésta última disminuyó en los últimos dos años en relación con 2013, la cobertura de bases de plantas se mantuvo constante desde ese año. Combinados, los resultados de ambos indicadores sugieren que hubo reclutamiento de pastos perennes en 2013 y que esas plantas reclutadas sobrevivieron la sequía del año 2015 (comparar Fig. 5a, b y g). Es la compleja interacción entre todos estos indicadores lo que probablemente explica la escasa asociación de la cobertura de suelo desnudo con las precipitaciones.

Sin embargo, la cobertura de suelo desnudo mostró una correlación negativa con la abundancia de guanacos. Esto último podría estar indicando únicamente una coincidencia temporal entre dos tendencias opuestas (decreciente para suelo desnudo y creciente para guanacos), no una relación directa entre ambas variables. Sin embargo, esto también sugiere que no existe efecto negativo de los guanacos sobre las características superficiales del suelo. El sobrepastoreo generalmente ejerce efectos directos (pisoteo) e indirectos (muerte de las plantas pastoreadas) negativos sobre el suelo, incrementando su exposición a los agentes erosivos (Bisigato & Bertiller 1997; Chartier et al. 2011). Contrariamente, estos resultados evidencian un incremento en el grado de protección del suelo con el tiempo y por lo tanto mayor estabilidad y funcionamiento hidrológico.

Estepa herbácea (CV5)

La estepa herbácea de *Sporobolus rigens*, *Poa lanuginosa* y *Nassella tenuis* (CV5; monitor B) mostró tendencias opuestas a las descritas hasta aquí. Las coberturas de canopeo y de pastos perennes decrecieron rápidamente desde 2013 luego de cinco años de una relativa constancia de valores altos. Esta tendencia puede atribuirse principalmente a la disminución de la cobertura de pasto hebra (datos no mostrados), una de las especies dominantes de esta comunidad vegetal. Este pasto perenne es preferido por los herbívoros y está presente en la dieta de los guanacos (Pazos et al. 2013). La reducción en la dominancia de esta especie explica el aumento de la diversidad de especies detectadas, dado que en realidad la riqueza de especies disminuyó en los últimos tres años. Además, aunque los valores continúen siendo relativamente bajos (3% o menos), la cobertura de suelo desnudo se incrementó significativamente en 2014 y 2015 y también se correlacionó positivamente con la abundancia de guanacos. Por lo tanto, la trayectoria temporal de los indicadores no puede atribuirse a la variabilidad climática como en el caso de las estepas arbustivo-herbáceas, sino que se correlaciona con la abundancia de guanacos.

Una situación particular relacionada con la distribución de los guanacos fue observada en este monitor. En el año 2013 se estableció en este sitio un importante grupo de machos solteros, momento en el que se empezaron a registrar las tendencias negativas más significativas de los indicadores. La singularidad de esta situación motivó la realización de relevamientos complementarios en otros

sitios de la CV5, para evaluar si esta condición podría estar asociada al tipo de grupo social (familiares vs. solteros). En el Cuadro 2 se detallan las características del muestreo y los resultados obtenidos. Los mismos evidencian un estado diferente de la vegetación de la CV5 asociado con la presencia de grupos familiares de guanacos o de machos solteros. La mayor cobertura de pastos perennes y canopeo en los primeros indicaría un uso menos intenso de los recursos forrajeros por parte de esos grupos dentro del área que ocupan y una menor proporción de suelo desnudo (véase Marino & Rodríguez, este libro). Contrariamente, los sitios ocupados por grupos de solteros, como el caso del monitor B (Cuadro 2) evidencian un uso intenso de la vegetación por parte de estos.

La estepa herbácea CV5 es la que actualmente presenta mayor proporción de grupos de solteros en relación con grupos familiares de guanacos, aunque acotados a una proporción mínima de la CV (Marino & Rodríguez, este libro). Los primeros son característicos por ser numerosos y no territoriales. Se ha postulado recientemente que en guanacos la territorialidad funciona como un mecanismo de defensa de los recursos y limita el crecimiento poblacional manteniendo densidades por debajo de la capacidad de carga ambiental y previniendo el sobrepastoreo (Marino et al. 2016). De esta manera, en el caso de los sitios con grupos de solteros, los resultados aquí presentados evidencian la necesidad de evaluar si estos grupos se trasladan entre áreas y/o comunidades vegetales, con qué frecuencia, cuál es la resiliencia de la comunidad vegetal ante esta eventual dinámica y cuáles son sus consecuencias a escala de paisaje.

Cuadro 2. La estepa herbácea: una situación particular

En enero de 2013 se estableció un grupo numeroso de guanacos identificados como machos solteros en el sitio donde se localiza el monitor B (estepa herbácea CV5). Por el contrario, la mayor superficie de esta CV (el 97%) está ocupada por grupos familiares de guanacos que mantienen una densidad de animales cuatro veces menor que la de los solteros (véase Marino & Rodríguez, este libro). Esta situación no se dio en los demás monitores (posiblemente porque la mayor parte de la superficie de la RSPV está ocupada por grupos familiares de guanacos) y coincide con el registro de cambios en las tendencias de algunos de los indicadores evaluados en este monitor. A partir de esto surge la inquietud respecto de si lo observado en el monitor B refleja un hecho particular del sitio donde está instalado, y eventualmente asociado al tipo de grupo de guanacos asentado en él [para ver las diferencias en las características comportamentales de grupos familiares y de solteros, véase Marino & Rodríguez (este libro)] o si se trata de un fenómeno a escala de toda la CV5. Por este motivo se decidió ampliar la evaluación del estado de la vegetación a otros sitios dentro de esta comunidad dis-

criminando áreas con grupos familiares establecidos y áreas con grupos de solteros.

En marzo de 2016 se seleccionaron cinco sitios con grupos familiares y cinco sitios con grupos de solteros. Se instalaron dos transectas independientes de 50 m en cada sitio y se evaluó la cobertura de canopeo y pastos perennes siguiendo la metodología de línea de intercepción de puntos utilizada para los monitores (aunque con intervalos de lectura de 1 m). Los datos se analizaron planteando un modelo lineal mixto con el sitio (conteniendo las dos transectas) como factor aleatorio y el tipo de grupo como factor fijo (Crawley 2013). Los sitios con grupos familiares mostraron valores medios de cobertura de canopeo y de pastos perennes 34% y 46%, respectivamente, más altos que los sitios con grupos de solteros ($t = -7,5$ y $t = -10,2$ respectivamente, ambos con $P < 0,001$). Además, los valores encontrados en los sitios con grupos familiares son intermedios a los registrados en el monitor B entre los años 2013 y 2014.

Estepa subarbusativa-herbácea (CV4)

Los cambios observados en la estepa subarbusativa-herbácea de *Hyalis argentea*, *Nassella tenuis* y *Poa lanuginosa* (CV4; monitor E) se asemejaron más a aquellos de las estepas arbustivo-herbáceas que a la estepa herbácea, a pesar de la mayor similitud ambiental y florística con ésta última. La disminución de la cobertura de especies leñosas corresponde específicamente al olivillo y aparece correlacionada negativamente con la abundancia de guanacos. El olivillo constituye aproximadamente el 17% de la dieta de los animales en esta comunidad (Marino, com. pers.) por lo que es posible, aunque no concluyente, que este factor contribuya a la reducción observada. Por otro lado, el olivillo es una especie con capacidad de propagarse por rizomas, lo que puede implicar variaciones en su dinámica poblacional y representación en la comunidad de acuerdo a un aumento en las condiciones de *stress* tal como una sequía (Bonvissuto 2011). La abundancia de guanacos en esta comunidad ha sido similar (o aún mayor en los primeros años de la serie de tiempo) que en la CV5, aunque en los últimos tres años se observó un decrecimiento en la densidad de animales (Marino & Rodríguez, este libro) y una reducción en la proporción de individuos en los grupos de solteros. Estos cambios se acoplan con un incremento en la cobertura de canopeo y pastos perennes y aumento en la diversidad de especies, aparentemente favorecida por coincidir con dos años relativamente húmedos (2013 y 2014; véase Anexo III).

CONSIDERACIONES FINALES

La RSPV aparece como un sitio de valor para la conservación de las principales comunidades vegetales del sur de PV por contenerlas representadas en buen estado de conservación y evidenciando capacidad de respuesta a la variabilidad climatológica y de pastoreo por herbívoros nativos.

Los resultados del Sistema de Monitoreo sugieren que las comunidades vegetales muestran resiliencia a los cambios impuestos por el ambiente y de presión de pastoreo al menos dentro de la amplitud de las variaciones observadas en el período evaluado. Asimismo, hasta el momento no indican la presencia de ningún factor forzador direccionando cambios consistentes hacia estados degradados en forma generalizada en la RSPV. Por otro lado, el patrón de cambio observado en la estepa herbácea (CV5) reveló una situación particular que ofrece un escenario adecuado para estudiar el efecto del comportamiento social de los herbívoros sobre la dinámica del pastizal y el paisaje.

Finalmente, es necesario replicar los muestreos en otros puntos de la RSPV para evaluar la representatividad del Sistema de Monitoreo. Los resultados del muestreo ampliado dentro de la CV5 en sitios con diferentes tipos de grupos de guanacos también evidenciaron una fuente de heterogeneidad dentro de las comunidades que debe ser dimensionada. También sería de importancia monitorear variables de vegetación en establecimientos vecinos con actividad ganadera para poder mantener un punto de comparación de las comunidades de la RSPV. Esto permitiría conocer la respuesta de los ambientes en situaciones con diferente manejo y con herbívoros distintos. Este tipo de información no sólo sería beneficiosa para el manejo de áreas protegidas como la RSPV sino que contribuiría a desarrollar medidas que mejoren la sustentabilidad de la producción ganadera en los pastizales de la región.

AGRADECIMIENTOS

Los autores deseamos mencionar y agradecer especialmente al “Gringo” Andrés Johnson, quien nos invitó a desarrollar el Sistema de Monitoreo y nos asistió en la instalación de los primeros cuatro monitores. Agradecemos a A. Arias por los datos de precipitaciones de la RSPV, y especialmente por apoyar y favorecer el desarrollo continuo del monitoreo y otras investigaciones que realizamos en la RSPV. A A.M. Beeskow por recomendarnos para llevar adelante este trabajo, por el apoyo en numerosas tareas y discusiones y por su revisión de una versión previa de este manuscrito. Las siguientes personas han colaborado en diferentes etapas de este trabajo: A. Marino, C. Cristensen, L. Andreani, N. Martínez Román, A. Díaz Cornet, F. Coronel, Juan Ritá, M. Nabte, D. Udrizar Sauthier, L. Castillo, I. Madriz, R. Lorenzo, E. Bremer y M.E. Lizurume. Oscar Frumento compartió gentilmente los datos de precipitación del año 2008 de la Ea. La Adela, por lo que aprovechamos para agradecer a sus propietarios por proveer a la ciencia de tan valiosa información. Darío Podestá aportó fotografías y asistió en la elaboración del Anexo II. A Gabriel Oliva y Cynthia González por sus valiosas revisiones de la versión previa de este trabajo. Al Centro Nacional Patagónico y CONICET por la logística de los vehículos y el soporte económico. Las autorizaciones de trabajo en PV fueron otorgadas por la Dirección de Fauna y Flora Silvestre y por la Secretaría de Turismo y Áreas Protegidas de la provincia del Chubut. Agradecemos especialmente a los propietarios de las estancias El Horizonte, Médanos y Bajo Bartolo por permitirnos el ingreso para el trabajo descripto en el Cuadro 1. Las actividades de monitoreo fueron financiadas por la Fundación Vida Silvestre Argentina.

ANEXO I

Listado de especies perennes de San Pablo de Valdés

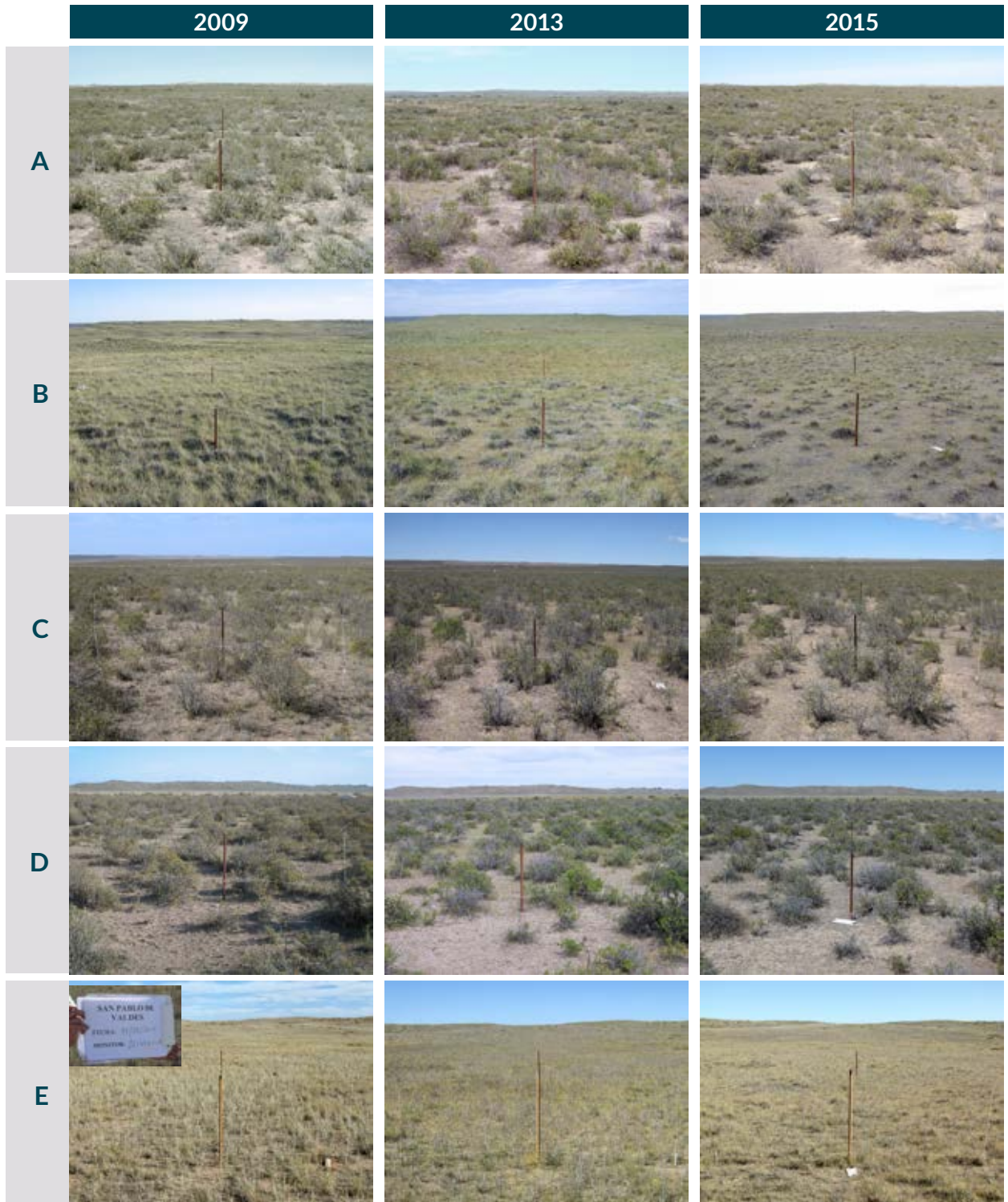
Listado completado a partir del relevamiento de Codesido et al. (2005), de las especies registradas en el Sistema de Monitoreo de la Vegetación (indicadas con un asterisco) y de registros oportunistas.

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO Y AUTOR	NOMBRE VULGAR
Ephedraceae	<i>Ephedra ochreata</i> Miers*	Solupe
Poaceae	<i>Amelichloa ambigua</i> (Speg.) Arriaga & Barkworth	Paja vizcachera
	<i>Bromus</i> sp.*	Cebadilla
	<i>Eremium erianthum</i> (Phil.) Seberg & Lindle-Laursen*	Elimo
	<i>Jarava neaei</i> (Nees ex Steud.) Peñailillo*	Coirón pluma
	<i>Nassella longiglumis</i> (Phil.) Barkworth*	Flechilla grande
	<i>Nassella tenuis</i> (Phil.) Barkworth*	Flechilla
	<i>Panicum urvilleanum</i> Kunth*	Tupe
	<i>Pappostipa humilis</i> (Cav.) Romasch.	Coirón llama
	<i>Pappostipa speciosa</i> (Trin. & Rupr.) Romasch.*	Coirón amargo
	<i>Piptochaetium napostaense</i> (Speg.) Hack.*	Flechilla negra
	<i>Poa lanuginosa</i> Poir.*	Pasto hebra
	<i>Poa ligularis</i> Nees ex Steud.*	Coirón poa
	<i>Sporobolus rigens</i> (Trin.) E. Desv.*	Unquillo
Oleaceae	<i>Menodora robusta</i> (Benth.) A. Gray*	
Chenopodiaceae	<i>Atriplex lampa</i> (Moq.) D. Dietrich	Zampa
	<i>Suaeda divaricata</i> Moq.	Jume
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spinosa</i> (Cav.) Heimerl	
Caryophyllaceae	<i>Cardionema ramosissima</i> (Weinm.) A. Nelson & J.F. Macbr.*	
Rosaceae	<i>Tetraglochin caespitosum</i> Phil.*	
	<i>Hoffmannseggia trifoliata</i> Cav.	Pata de perdiz
	<i>Prosopidastrum striatum</i> (Benth.) R.A. Palacios & Hoc	Barba de chivo
	<i>Prosopis alpataco</i> Phil.*	Alpataco
	<i>Prosopis denudans</i> Benth.	Algarrobillo
Zygophyllaceae	<i>Larrea divaricata</i> Cav.	Jarilla
Anacardiaceae	<i>Schinus johnstonii</i> F.A. Barkley	Molle
Rhamnaceae	<i>Condalia microphylla</i> Cav.	Piquillin
Frankeniaceae	<i>Frankenia patagonica</i> Speg.	Falso tomillo
Cactaceae	<i>Gymnocalycium gibbosum</i> (Haw.) Pfeiff. ex Mittler	
	<i>Maihuenia patagonica</i> (Phil.) Britton & Rose	
	<i>Maihueniopsis darwinii</i> (Hensl.) Ritter*	Chupasangre
Apiaceae	<i>Mulinum spinosum</i> (Cav.) Pers.	Neneo
Apocynaceae	<i>Philibertia candolleana</i> (Hook. & Arn.) Goyder	
Verbenaceae	<i>Acantholippia seriphioides</i> (A Gray) Moldenke*	Tomillo
Solanaceae	<i>Lycium ameghinoi</i> Speg.*	Mata laguna
	<i>Lycium chilense</i> Miers ex Bertero	Yaoyín
Calyceraceae	<i>Boopis anthemoides</i> Juss.	
Asteraceae	<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	Carqueja
	<i>Baccharis darwinii</i> Hook. et Arn.*	Chilca
	<i>Baccharis divaricata</i> Hauman*	
	<i>Brachyclados megalanthus</i> Speg.*	
	<i>Chuiriraga aurea</i> Skottsbo.	Chuiriraga dorada
	<i>Chuiriraga avellanadae</i> Lorentz*	Quilembay
	<i>Chuiriraga erinacea</i> D. Don ssp. <i>hystrix</i> (Don) C. Ezcurra*	Uña de gato
	<i>Cyclolepis genistoides</i> D. Don	Palo azul
	<i>Grindelia chiloensis</i> (Cornel.) Cabrera	Botón de oro
	<i>Hyalis argentea</i> D. Don ex Hook. & Arn. var. <i>latisquama</i> Cabrera*	Olivillo
	<i>Nassauvia fuegiana</i> (Speg.) Cabrera	Colapiche
	<i>Nassauvia ulicina</i> (Hook. f.) Macloskie*	Mancaperro
	<i>Perezia recurvata</i> (Vahl) Less.	
	<i>Senecio filaginoides</i> DC.	Mata mora

ANEXO II

Fotos de las parcelas de los monitores

Se muestran tres años representativos del período de monitoreo. Para el monitor E, el primer año corresponde a 2011.



ANEXO III

Registro de precipitaciones en San Pablo de Valdés

Con el fin de poner en un contexto climatológico los resultados obtenidos durante el período abarcado por el monitoreo de vegetación (2009-2015), se utilizaron los registros de precipitación de la Estación de Campo “Andrés Johnson” de la RSPV y las extrapolaciones para el período 1985-2014 obtenidas a partir del conjunto de datos climáticos TS-3.23 desarrollado por el *Climate Research Unit* (CRU; Frumento, este libro). Para el año 2008 se emplearon las precipitaciones de la Estancia La Adela, cuyo punto de registro está localizado aproximadamente a 20 km de aquel de la RSPV. Considerando la baja variabilidad interanual en la temperatura media para el área de estudio (véase Frumento, este libro), sólo se analizaron las precipitaciones por ser la variable climática más importante para la dinámica de la vegetación en ecosistemas áridos y semiáridos (Schwinning & Sala 2004).

Los registros indican que 2014 fue el año más lluvioso con 113 mm por encima de la precipitación media anual estimada para la RSPV (232 mm; Frumento, este libro), seguido de 2013 con 338 mm. El año más seco fue 2015 con casi 40 mm por debajo de la media esperada. Durante los años 2010-2012 la precipitación anual fue poco variable y promedió los 211 mm (Tabla 3). Sin embargo, considerando las precipitaciones acumuladas de invierno y primavera de cada año (junio a noviembre), 2013 fue el más húmedo con 179,2 mm caídos y 2015 el más seco con apenas 56,8 mm (Tabla 3). Estas lluvias son las que efectivamente promueven la productividad primaria de los ecosistemas áridos y semiáridos del noreste chubutense, dado que son inmediatamente previas y simultáneas al período reproductivo de las gramíneas perennes y es donde estas plantas pueden expresar tasas de crecimiento vegetativo más altas.

A modo de referencia, estos últimos valores pueden compararse con los 108 mm esperados para la RSPV (véase Frumento, este libro). Puede notarse que 2008 y 2015 fueron los períodos de invierno-primavera más secos, con aproximadamente 74% y 47% de precipitaciones por debajo de las esperadas, respectivamente. Contrariamente, 2013 fue notablemente el año más húmedo de todo el período monitoreado, con casi el 66% de precipitaciones por encima de las esperadas (Tabla 3).

Tabla 3. Precipitaciones en la RSPV durante el período monitoreado. Registros de la Estación de Campo “Andrés Johnson” excepto 2008 (Estancia La Adela).

AÑO	ANUAL*	JUN-NOV	DIFERENCIA (%)**
2008	175,2	27,7	-74,4
2009	229,1	98,0	-9,3
2010	211,7	151,8	40,6
2011	212,1	157,5	45,8
2012	210,7	69,0	-36,1
2013	338,4	179,2	65,9
2014	345,7	155,9	44,4
2015	193,6	56,8	-47,4

* La precipitación anual esperada para la RSPV es 232 mm (Frumento, este libro)

**Diferencia con la precipitación acumulada esperada para el período jun-nov (108 mm)





BIBLIOGRAFÍA

- BERTILLER, MB; AM BEESKOW & F CORONATO. 1991. Seasonal environmental variation and plant phenology in arid Patagonia (Argentina). *J Arid Environ* 21:1–11.
- BERTILLER, MB; AM BEESKOW; PD BLANCO; YL IDASZKIN; GE PAZOS & L HARDTKE. 2017. Vegetation of Península Valdés. Priority sites for conservation. Pp. 131–160 en: P Bouza & A Bilmes (eds) *Late Cenozoic of Peninsula Valdés: an interdisciplinary approach*. Springer.
- BISIGATO, AJ & MB BERTILLER. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *J Arid Environ* 36:639–653.
- BONVISSUTO, G. 2011. Propagación en pastizales naturales: Rizomas y estolones vs semillas ¿Quién gana?. *Presencia* 58:32–34.
- BORCARD, D; F GILLET & P LEGENDRE. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer, New York.
- BURGI, MV; A MARINO; MV RODRÍGUEZ; GE PAZOS & R BALDI. 2012. Response of guanacos to changes in land management in Península Valdés, Argentine Patagonia. Conservation implications. *Oryx* 46:99–105.
- CABRERA, AL. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Pp. 1–85 en: WF Kugler (ed) *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Buenos Aires.
- CAMPANELLA, MV & MB BERTILLER. 2008. Plant phenology, leaf traits, and leaf litterfall of contrasting life forms in arid Patagonian Monte, Argentina. *J Veg Sci* 19:75–85.
- CARRERA, AL; DN VARGAS; MV CAMPANELLA; MB BERTILLER; CL SAIN & MJ MAZZARINO. 2005. Soil nitrogen in relation to quality and decomposability of plant litter in the Patagonian Monte, Argentina. *Plant Ecol* 181:139–151.
- CHARTIER, M; CM ROSTAGNO & GE PAZOS. 2011. Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *J Arid Environ* 75:656–661.
- CODESIDO, M; AM BEESKOW; P BLANCO & A JOHNSON. 2005. Relevamiento ambiental de la "Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés". Fundación Vida Silvestre Argentina. http://www.fvsa.org.ar/reservasanpablo/es/descargas/Relevamiento_Ecologico_Rapido_SPValdes.pdf. Accedido el 22 de octubre de 2016.
- CRAWLEY, MJ. 2013. *The R Book*. 2da ed. Wiley.
- DETTWEILER-ROBINSON, E; JM PONZETTI & D BAKKER. 2013. Long-term changes in biological soil crust cover and composition. *Ecological Processes* 2:1–10.
- ELISSALDE, NO & HR MIRAVALLÉS. 1983. *Evaluación de los campos de pastoreo de Península Valdés*. Centro Nacional Patagónico (CONICET), Contribución nro. 70. Puerto Madryn, Argentina.
- ELISSALDE, N; J ESCOBAR & V NAKAMATSU. 2002. *Inventario y evaluación de pastizales naturales de la zona árida y semiárida de la Patagonia*. Estación Experimental Agropecuaria, INTA, Trelew, Chubut, Argentina.
- FEINSINGER, P. 2004. *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- HERRICK, JE; JW VAN ZEE; KM HAVSTAD; LM BURKETT & WG WHITFORD. 2005. *Monitoring manual for Grassland, Shrubland and Savanna Ecosystems*. USDA-ARS Jornada Experimental Range, Tucson, Arizona.
- KÖRNER, C. 1994. Scaling from species to Vegetation: The usefulness of Functional Groups. Pp. 118–140 en: ED Schulze & HA Mooney (eds) *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- LEÓN, RJC; D BRAN; M COLLANTES; JM PARUELO & A SORIANO. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral* 8:125–144.
- LEPŠ, J & P ŠMILAUER. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge, UK.
- LINDENMAYER, DB & GE LIKENS. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biol Conserv* 143:1317–1328.
- LUDWIG, JA; DJ TONGWAY; GN BASTIN & CD JAMES. 2004. Monitoring ecological indicators of rangeland functional integrity and their relation to biodiversity at local to regional scales. *Austral Ecology* 29:108–120.
- MAGURRAN, AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- MARINO, A; MV RODRÍGUEZ & GE PAZOS. 2015. Explorando el impacto del guanaco sobre la vegetación: Un nuevo enfoque basado en el monitoreo integral de una reserva natural. *Boletín del Grupo Especialista en Camélidos Sudamericanos (GECS)* 5:11–16.
- MARINO, A; MV RODRÍGUEZ & GE PAZOS. 2016. Resource-defense polygyny and self-limitation of population density in free-ranging guanacos. *Behav Ecol* 27:757–765.
- MUELLER-DOMBOIS, D & H ELLENBERG. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley, New York.
- NABTE, M. 2010. *Desarrollo de criterios ecológicos para la conservación de mamíferos terrestres en Península Valdés*. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina.
- OLIVA, G; J ESCOBAR; G SIFFREDI; J SALOMONE & G BUONO. 2006. Monitoring Patagonian Rangelands: The MARAS System. Pp. 188–193 en: C Aguirre-Bravo; PJ Pellicane; DP Burns & S Draggan (eds) *Monitoring Science and Technology Symposium: Unifying Knowledge for Sustainability in the Western Hemisphere*. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-42CD. Fort Collins, USA.
- OLIVA, G; J GAITÁN; D BRAN; V NAKAMATSU; J SALOMONE ET AL. 2011. *Manual para la instalación y lectura de monitores MARAS*. INTA. Buenos Aires.
- PAZOS, GE; AJ BISIGATO & MB BERTILLER. 2007. Abundance and spatial patterning of coexisting perennial grasses in grazed shrublands of the Patagonian Monte. *J Arid Environ* 70:316–328.
- PAZOS, GE; MV RODRÍGUEZ & A MARINO. 2013. Respuesta de un pastizal al reemplazo de un herbívoro doméstico por uno nativo en Península Valdés, Chubut. III Congreso de Pastizales del Mercosur. Santa Rosa, La Pampa. Pp. 211.
- PELLANT, MP; DA SHAVER; DA PYKE & JE HERRICK. 2005. *Interpreting indicators of rangeland health, version 4*. Technical Reference 1734-6. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Science and Technology Center, Denver, USA.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical

- Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- RODRÍGUEZ, MV; A MARINO, GE PAZOS & A ARIAS. 2012. De especie vulnerable a 16 por km². *Vida Silvestre* 118:22–27.
- RODRÍGUEZ, MV; GE PAZOS; A MARINO & C LARREGUY. 2016. Response of vegetation to the increase in guanaco density after sheep removal in north-eastern Patagonian rangelands. *Proceedings of the 10th International Rangeland Congress*. Saskatoon, Canadá.
- ROIG, FA; S ROIG-JUÑENT & V CORBALÁN. 2009. Biogeography of the Monte Desert. *J Arid Environ* 73:164–172.
- SCHWINNING, S & OE SALA. 2004. Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems. *Oecologia* 141:211–220.
- SORIANO, A. 1956. *Los distritos florísticos de la Provincia Patagónica*. Serie Fitogeográfica, RIA. Tomo X. N° 4. INTA. Buenos Aires.
- TONGWAY, D. 1994. *Rangeland soil condition assessment manual*. CSIRO. Division of Wildlife and Ecology, Canberra, Australia.